Environnement Canada
Conservation et Protection

Environment Canada
Conservation and Protection

PLAN D'ACTION SAINT-LAURENT
ST. LAWRENCE ACTION PLAN

CENTRE SAINT-LAURENT
ST. LAWRENCE CENTRE

ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DU FLEUVE SAINT-LAURENT PAR TÉLÉDÉTECTION AÉROPORTÉE

Marcelle Grenier, Marie-Catherine Mouchot, Guy Létourneau et Michel Melançon

Centre Saint-Laurent
Conservation et Protection
Environnement Canada

Octobre 1991

92-02704/

AVIS AUX LECTEURS

Veuillez adresser vos commentaires ou vos demandes d'exemplaires supplémentaires du présent ouvrage à la Direction de la connaissance de l'état de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection - Région du Québec, Environnement Canada, 105, rue McGill, Montréal (Québec), H2Y 2E7.

LES AUTEURS

Marcelle Grenier est consultante en télédétection au Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, au 105, rue McGill, 4 ° étage, Montréal (Québec), H2Y 2E7.

Marie-Catherine Mouchot travaille au Centre canadien de télédétection à Énergie, Mines et Ressources Canada, 1547 Merivale, 4° étage, Nepean (Ontario), K1A 0Y7.

Guy Létourneau est attaché au Centre d'applications et de recherches en télédétection de l'Université de Sherbrooke, Sherbrooke (Québec), J1K 2R1.

Michel Melançon est chef de la Division Gestion et diffusion de l'information, Direction de la connaissance de l'état de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, 105 rue McGill, 4° étage, Montréal (Québec), H2Y 2E7.

PERSPECTIVE DE GESTION

Dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, une entente de coopération scientifique et technique en matière de télédétection appliquée au fleuve Saint-Laurent a été conclue en 1989 entre le Centre Saint-Laurent (CSL) et le Centre canadien de télédétection(CCT). Cette entente triennale vise à utiliser la télédétection aéroportée et spatiale à des fins de suivi environnemental du fleuve.

La superficie du territoire à couvrir ainsi que le court laps de temps pour répondre aux objectifs du Plan d'action Saint-Laurent nécessitent un outil qui allie efficacité et précision tout en facilitant la prise de décision. De par son approche synoptique, la télédétection contribue en partie à la réalisation de ces objectifs.

Les principaux objectifs de cette entente sont d'évaluer la capacité des capteurs à reconnaître les éléments indicateurs de la pollution et de l'état du milieu et d'informer les gestionnaires du Plan d'action Saint-Laurent des possibilités de la télédétection appliquée à la gestion de l'environnement.

MANAGEMENT PERSPECTIVE

Within the framework of the St. Lawrence Action Plan, the St. Lawrence Centre (SLC) and the Canada Centre for Remote Sensing (CCRS) entered into, in 1989, a scientific and technical cooperation agreement regarding remote sensing applied to the St. Lawrence River. This three-year agreement plans to use airborne and spatial remote sensing to monitor the state of the environment of the river.

The surface area to cover as well as the brief amount of time remaining to meet the objectives of the St. Lawrence Action Plan requires a tool that combines effectiveness with precision while facilitating decision making. Remote sensing provides a general overview of the situation, thus contributing in part to meeting these objectives.

This agreement has two main goals: to evaluate the capacity of remote sensors to recognize indicators of pollution and the state of the environment and to inform the administrators of the St. Lawrence Action Plan of the possibilities of using remote sensing in environmental management.

RÉSUMÉ

Suite à l'entente conclue le 8 juin 1989 entre le Centre Saint-Laurent (Environnement Canada) et le Centre canadien de télédétection (Énergie, Mines et Ressources Canada), un projet-pilote a été instauré dans le but d'évaluer la capacité de différents capteurs aéroportés de reconnaître les indicateurs de la qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent. Les capteurs MEIS-II, Daedalus 1260 et PMI ont servi aux essais. Un échantillonnage de l'eau et des observations au sol ont été synchronisés avec le passage de l'avion affrété pour la télédétection. La méthodologie employée est basée sur l'étalonnage des images à partir de données obtenues sur le terrain.

ABSTRACT

Following the agreement signed on June 8th, 1989, between the St. Lawrence Centre (Environment Canada) and the Canada Centre for Remote Sensing (Energy, Mines and Resources Canada), a pilot study was conducted to evaluate the capacity of MEIS-II, Daedalus 1260 and PMI airborne detectors to recognise water quality indicators of the St. Lawrence River. Water sampling and ground observation were synchronized with airborne remote sensing. The method used is based on image calibration with ground data.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier le Centre canadien de télédétection d'Énergie, Mines et Ressources Canada pour son soutien technique et scientifique dans la réalisation de ce projet, et plus particulièrement M. Jean-Claude Henein, M^{me} Marie-Catherine Mouchot et Daniel De Lisle qui ont collaboré étroitement à ce projet.

Nous tenons également à remercier M^{me} Aline Sylvestre pour ces précieux commentaires lors de l'analyse des résultats.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ/ABSTRACT		v
REMERCIEMENTS		vi
LISTE DES FIGURES		viii
LISTE DES TABLEAUX		x
1	INTRODUCTION	1
2	SITES D'ÉTUDE	2
3	MATÉRIEL UTILISÉ	4
4	MÉTHODOLOGIE	6
5	DESCRIPTION DES VARIABLES INDICATRICES DE LA QUALITÉ DES EAUX	8
5.1	Turbidimétrie	8
5.2	Mesure de la couleur	8
5.3	Carbone organique dissous	8
5.4	Chlorophylle	9
5.5	Matières en suspension	9
6	RÉSULTATS ET ANALYSE DES RÉSULTATS	10
7	CONCLUSION	32
7.1	Variables	32
7.2	Capteurs	32
7.3	Méthode	32
8	DISCUSSION	33
9	RECOMMANDATIONS	34
RÉFÉRENCES		35

LISTE DES FIGURES

1	Localisation des sites d'étude	3
2	Image du carbone organique dissous obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 2)	14
3	Image de la couleur vraie obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 2)	15
4	Image des matières en suspension obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 5/1)	17
5	Image de la chlorophylle *a* obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 4/3)	18
6	Image de la chlorophylle *a* obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à Sorel (bande 5/1)	19
7	Image de la turbidité obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 4/2)	20
8	Image de la turbidité obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à Sorel (bande 5/3)	21
9	Image de la chlorophylle *c* obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à Sorel (bande 5/1)	22
10	Image du carbone organique dissous obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 2)	24
11	Image du carbone organique dissous obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 5/3)	25
12	Image de la couleur vraie obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 2)	26
13	Image des matières en suspension obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 5/1)	27
14	Image de la chlorophylle *a* obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 5/3)	29
15	Image de la chlorophylle *a* obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 5/3)	30

16 Image de la turbidité obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 4/2) 31

LISTE DES TABLEAUX

1	Paramètres de prise de vue et conditions lors de l'acquisition des images	5
2	Équations des régressions linéaires entre les variables de la qualité de l'eau et les images MEIS-II (n = 10)	11
3	Équations des régressions linéaires entre les variables de la qualité de l'eau et les images PMI (n = 10)	12
4	Comparaison des résultats des images avec les relevés au sol à Sorel	13
5	Comparaison des résultats des images aux relevés au sol pour le site de la baie Saint-François	23

1 INTRODUCTION

En juin 1988, Environnement Canada mettait en marche le Plan d'action Saint-Laurent (PASL) pour dépolluer le fleuve Saint-Laurent. Les principaux objectifs visés par le Plan sont la réduction des rejets liquides toxiques provenant des industries et la conservation, la protection et la restauration des habitats.

La superficie du territoire à couvrir ainsi que le temps limité pour rencontrer ces objectifs ambitieux nécessitent un outil qui allie efficacité et précision tout en facilitant la prise de décision. À cause de son approche synoptique, la télédétection constitue l'outil idéal à cette fin.

En juin 1989, le Centre Saint-Laurent (Environnement Canada) et le Centre canadien de télédétection (Énergie, Mines et Ressources Canada) concluaient une entente de coopération technique et scientifique en matière de télédétection. Cette entente triennale a débuté avec la mise sur pied d'un projet-pilote d'évaluation de la capacité des capteurs aéroportés à reconnaître les variables indicatrices de la qualité des eaux ou de l'état du milieu et de comparaison des capteurs disponibles pour le suivi environnemental du fleuve Saint-Laurent.

2 SITES D'ÉTUDE

Les secteurs étudiés incluent Sorel (site 1) et la baie Saint-François (site 2) dans la région du lac Saint-Pierre (figure 1). Le choix de cette région est fondé sur la diversité des éléments à caractériser. On y retrouve des rejets industriels et municipaux, des tributaires importants, différentes masses d'eau ainsi que des marais, marécages et herbiers.

Le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Sorel a un débit moyen de 8778 m^3/s, débit qui augmente avec l'apport en eau des tributaires tels que les rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François pour atteindre 10 000 m^3/s à Nicolet.

La rivière Richelieu et la rivière Yamaska drainent des bassins versants composés en majeure partie de terres cultivées. La rivière Saint-François a un bassin versant de terres majoritairement boisées. La vitesse d'écoulement de l'eau est d'environ 1 m/s dans la voie navigable et de 0,3 m/s pour le reste du lac. La profondeur moyenne du lac Saint-Pierre est de 3 m si l'on exclut le chenal de navigation dont la profondeur peut atteindre 15 m (Germain et Janson, 1984).

Au site 1 (Sorel), trois industries du secteur de la métallurgie bordent le fleuve. Les rejets liquides qu'elles déversent dans le fleuve sont principalement composés de résidus de métaux lourds (fer, nickel, chrome, cuivre et plomb) et de solutions chimiques utilisées pour le rinçage (Asseau et INRS-Eau, 1991). De plus, l'activité humaine contribue à la dégradation des eaux par les rejets d'égouts municipaux. De façon théorique, on a évalué que la rivière Richelieu est polluée par une quantité considérable de substances toxiques provenant par ordre d'importance des rejets urbains, industriels et agricoles (Entraco, 1989).

Au site 2 (baie Saint-François), deux tributaires importants se rencontrent, soit les rivières Yamaska et Saint-François. Ces cours d'eau sont pollués par les rejets industriels, urbains et agricoles qui y sont déversés (Entraco, 1989).

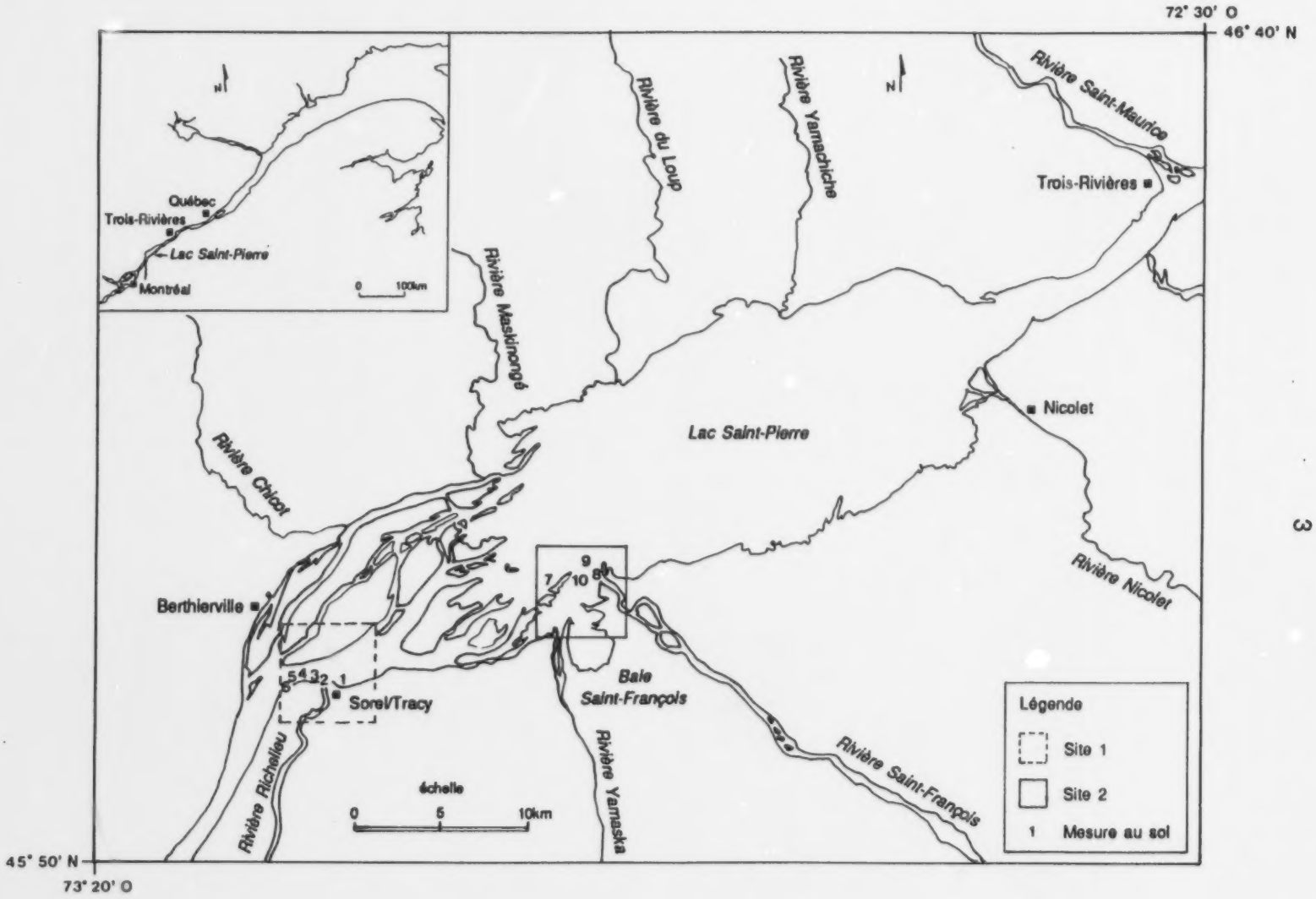


Figure 1 Localisation des sites d'étude

3 MATÉRIEL UTILISÉ

Les survols ont été effectués au-dessus des sites d'études avec trois capteurs : les capteurs MEIS-II (Multi-detector Electro-Optical Imaging Scanner) et Daedalus 1260 du Centre canadien de télédétection, opérés par Innotech Aviation, et le capteur PMI (Programmable Multispectral Instrument) appartenant à la société Moniteq. Le tableau 1 fait état des variables de prise de vue et des conditions lors de l'acquisition des images.

Simultanément au passage des avions, un échantillonnage de l'eau et des observations au sol ont été effectués. Dix sites ont été visités, six dans la région de Sorel, et quatre dans la baie Saint-François (figure 1), l'emplacement des sites ayant été choisi de façon à maximiser l'effort de terrain et minimiser le temps, car l'échantillonnage devait s'effectuer dans une seule journée. Compte tenu du grand nombre de mesures prises à chaque station, nous avons choisi les sites comportant des écarts maximals entre les variables.

Tableau 1 Paramètres de prise de vue et conditions lors de l'acquisition des images

		MEIS-II	Daedalus 1260	PMI
Date		30-10-89	30-10-89	14-10-89
Altitude (pieds)		20 000	20 000	22 000
Taille du pixel (m)		4	8	4
Largeur des bandes spectrales (nm)		1) 433,63 - 464,20 2) 506,09 - 530,05 3) 532,53 - 564,38 4) 578,76 - 614,05 5) 621,68 - 658,72 6) 655,31 - 694,81 7) 733,76 - 766,05 8) 846,21 - 900,69	1) 380 - 420 2) 420 - 450 3) 450 - 500 4) 500 - 550 5) 550 - 600 6) 600 - 650 7) 650 - 700 8) 700 - 800 9) 800 - 900 10) 865 - 1035	1) 495,35 - 515,01 2) 545,13 - 555,61 3) 570,00 - 580,47 4) 600,08 - 619,68 5) 673,14 - 687,46 6) 673,14 - 687,46 7) 708,26 - 714,76 8) 745,88 - 758,83
Température de l'air (°C)		19	19	14
Humidité relative (%)				
	- à 8 h	68	68	87
	- à 18 h	49	49	24
Vents	- vitesse (km/h)	5	5	5
	- direction	S.-O.	S.-O.	N.-E.

Remarque. - Les données météorologiques proviennent du ministère de l'Environnement du Québec.

4 MÉTHODOLOGIE

La méthodologie est basée sur une analyse quantitative des variables de la qualité de l'eau par télédétection. L'analyse de la qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent (milieu influencé) par télédétection est très complexe, car la majorité des études était basée jusqu'à maintenant sur les propriétés optiques d'un milieu naturel non influencé (Smith et coll., 1981). La partie la plus importante du projet résidait dans le choix des variables ou indicateurs de la qualité des eaux à analyser par télédétection. Les variables devaient répondre à deux critères : *a)* être un indicateur de la qualité des eaux, et *b)* posséder des propriétés optiques.

Bukata et coll. ont mesuré en 1985 à l'aide de radiomètres les réponses spectrales de trois paramètres biologiques et physico-chimiques, soit les teneurs en chlorophylle *a*, en matières en suspension et en carbone organique dissous. Les différentes teneurs, indice de l'état du milieu, font varier les réponses spectrales et favorisent donc l'évaluation de la qualité de l'eau par l'analyse d'images. Plusieurs auteurs ont également démontré qu'il existait une forte corrélation entre la teneur en matières en suspension et la luminance mesurée au capteur (Curran et coll., 1988), la turbidité, la chlorophylle *a*, la température de surface, le disque de Secchi et la profondeur (Lathrop et coll., 1986; Khorran et coll., 1989; Dekker et coll., 1991).

La méthodologie utilisée ici est basée principalement sur l'étalonnage des images à l'aide des données recueillies au sol, méthode courramment utilisée en télédétection (Curran et coll., 1988; Dekker et coll., 1990).

Certains auteurs préconisent l'utilisation de tout le spectre (400 à 700 nm) pour les études d'évaluation de la qualité de l'eau, en raison du contexte du milieu influencé (Bukata et coll., 1985). Toutefois, plusieurs études ont démontré que l'utilisation d'une seule bande spectrale ou d'un seul rapport de bandes offrait des résultats satisfaisants (Curran et coll., 1988; Clark, 1980; Dekker et coll., 1990).

Afin de minimiser l'erreur associée au bruit du capteur, les niveaux de gris (DN) ont été corrigés en luminance apparente (L*) d'après l'équation et les coefficients de calibration fournis par le Centre canadien de télédétection. La correction des effets de l'atmosphère sur les images PMI a été effectuée avec la méthode développée par

Sturm (1983) pour le capteur Coastal Zone Color Scanner afin d'obtenir les valeurs de réflectance.

La vérification statistique des images par rapport aux données sur la qualité de l'eau obtenues lors de l'échantillonnage se fait en positionnant les sites échantillonnés sur les images, en enregistrant les niveaux (tonalités) de gris correspondant à ces sites et en les corrigeant radiométriquement pour qu'elles servent de variables indépendantes dans les régressions linéaires avec les variables de la qualité de l'eau. Les régressions linéaires sont par la suite effectuées pour chaque bande spectrale et rapport de bandes. Les équations des meilleures régressions sont appliquées aux images pour donner des images thématiques. Chaque pixel d'une image thème correspond alors à une valeur quantitative de concentration ou d'une unité de mesure. Pour permettre une meilleure visualisation et représenter les résultats avec une précision acceptable, les valeurs sont regroupées par classes.

5 DESCRIPTION DES VARIABLES INDICATRICES DE LA QUALITÉ DES EAUX

5.1 Turbidimétrie

La turbidimétrie sert à mesurer la teneur de l'eau en matières en suspension, comme des particules de limon ou d'argile, des matières organiques, de plancton et des organismes microscopiques, qui sont habituellement maintenues en suspension dans l'eau par un écoulement turbulent ou le mouvement brownien (McNeely et coll., 1980). La turbidité de l'eau réduit sa capacité optique de diffuser et d'absorber la lumière incidente plutôt que de la transmettre en ligne droite (Vanous et coll., 1982).

La turbidité peut nuire aux biocénoses aquatiques, car elle diminue la photosynthèse de la végétation aquatique submergée et enracinée et des algues, ce qui peut réduire leur croissance et, indirectement, l'abondance des poissons (McNeely et coll., 1980).

5.2 Mesure de la couleur

La coloration d'une eau est dite vraie lorsqu'elle est due aux substances colorantes dissoutes. L'eau est colorée par les matières organiques et inorganiques qu'elle contient. La couleur n'est pas normalement considérée comme un facteur important de pollution, mais plutôt comme un indice de la présence de substances organiques et inorganiques provenant d'effluents industriels et agricoles (McNeely et coll., 1980).

5.3 Carbone organique dissous

La plus grande partie du carbone organique des eaux provient des substances humiques et des matières végétales et animales partiellement dégradées et résiste à la dégradation microbienne. Le carbone organique total est composé d'environ 10 parties de carbone organique dissous pour une partie de carbone organique particulaire. La photosynthèse produit du carbone organique dissous. Les cornposés du carbone organique peuvent se former par photosynthèse ou provenir des biocénoses du milieu aquatique. Le ruissellement des terres agricoles et les eaux résiduaires municipales et industrielles et, en particulier, celles de l'industrie des pâtes

et papiers, peuvent augmenter encore les teneurs des eaux en carbone organique total.

Bien que le carbone soit une substance nutritive nécessaire aux processus biologiques et un élément essentiel du protoplasme, la décomposition des composés du carbone élimine une partie de l'oxygène contenu dans les eaux. Des quantités excessives de ces composés peuvent abaisser les concentrations d'oxygène dissous à un niveau inférieur à celui qui est nécessaire aux organismes aquatiques (McNeely et coll., 1980).

5.4 Chlorophylle

Les biocénoses végétales aquatiques contiennent de nombreux pigments comme les chlorophylles (vert), les carotènes (jaune et rouge), les xanthophylles (jaune et orange) et les anthocyanes (rouge, bleu et violet). La plupart des végétaux aquatiques contiennent des chlorophylles (*a*, *b* et *c*) seules ou combinées, qui constituent leur photorécepteur principal.

Comme la chlorophylle est présente dans les végétaux, y compris les algues, on peut l'utiliser pour estimer la biomasse végétale en supposant une relation entre la quantité de pigments contenus dans les algues et celle de la matière cellulaire (matière organique). On peut utiliser la concentration de chlorophylle comme un des indices de l'état trophique d'une nappe d'eau (McNeely et coll., 1980).

5.5 Matières en suspension

Les matières en suspension consistent en matières diverses, organiques et inorganiques, en suspension dans l'eau. Une forte teneur en matières en suspension peut indiquer une érosion. Les matières en suspension constituent un véhicule pour les contaminants. En grande quantité, elles empêchent la pénétration de la lumière dans l'eau, favorisant ainsi la prolifération des algues et nuisant à l'ensemble du biotope aquatique.

6 RÉSULTATS ET ANALYSE DES RÉSULTATS

Les résultats des analyses statistiques démontrent des relations entre les images et les variables de la qualité des eaux.

L'analyse des régressions montre qu'elles sont significatives. Dans le cas des images MEIS-II, seules les régressions pour lesquelles le coefficient de détermination était supérieur à 0,3 ont été retenues. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec le rapport des bandes 5/2 pour la transparence de l'eau (la référence des numéros des bandes spectrales est présentée au tableau 1), avec le rapport 5/1 pour les matières en suspension, avec la bande 2 pour la couleur, avec le rapport 4/2 pour la turbidité, avec le rapport 5/3 pour la chlorophylle *a*, et avec la bande 2 pour le carbone organique dissous. Le tableau 2 fait état des statistiques par variable. Les équations effectuées à partir des données du capteur PMI sont présentées au tableau 3. La combinaison des bandes spectrales 5/1 a été utilisée pour la chlorophylle *a* et *c* mesurée dans le secteur de Sorel. La combinaison 5/3 a été choisie pour la turbidité enregistrée à Sorel, et la chlorophylle *a* et le carbone organique dissous mesurés dans la baie Saint-François.

Nous avons comparé les résultats obtenus à l'aide des images aux teneurs mesurées *in situ* dans le cadre du suivi de NAQUADAT (*National Water Quality Data*) ainsi qu'aux données du ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). La comparaison est difficile car les dates d'échantillonnage ne concordent pas toujours avec la prise d'images. Cette comparaison demeure toutefois primordiale, car elle permet d'évaluer l'ordre de grandeur des résultats et de valider ainsi les images.

Les images Daedalus ont été éliminées parce que les régressions n'étaient pas satisfaisantes et l'application des équations faisait surtout ressortir le bruit associé au capteur.

Le tableau 4 fait état des résultats obtenus après l'application aux images des équations présentées au tableau 2 (bande spectrale unique ou rapport de bandes spectrales).

La meilleure façon de comparer les résultats des images aux données *in situ* demeure la comparaison par masse d'eau. Le fleuve à la hauteur de Sorel est influencé principalement par deux masses d'eau, celle provenant des Grands Lacs

Tableau 2 ***Équations des régressions linéaires entre les variables de la qualité de l'eau et les images MEIS-II (n = 10)***

Variables de qualité de l'eau	Bandes spectrales	r^2	Équations
Transparence de l'eau	5/2	0,599[b]	y = - 9,396 Q + 6,843
Matières en suspension	5/1	0,667[b]	y = 60,877 Q - 25,760
Couleur	2	0,626[b]	y = - 2,044 L* + 116,185
Turbidité	4/2	0,862[b]	y = 83,690 Q - 52,885
Chlorophylle *a*	4/3	0,521[a]	y = 67,014 Q - 15,402
Carbone organique dissous	2	0,585[b]	y = - 0,257 L* + 16,467

[a] Significatif à 95 % ou 0,05.
[b] Significatif à 99 % ou 0,01.
L* : Luminance apparente.
Q : Résultats du rapport de bande.

(centre) et celle du mélange des eaux des rivières Outaouais et L'Assomption (nord). Au sud, on note l'effet des rejets industriels et de la rivière Richelieu. La comparaison des données pour l'image de Sorel se fait donc par masses d'eau indiquées dans le tableau soit : Nord, Centre, Sud et rivière Richelieu. Les relevés effectués par NAQUADAT et le MENVIQ se font en tenant compte de ces caractéristiques.

Les résultats de l'étalonnage de l'image MEIS-II pour le carbone organique dissous à Sorel (figure 2) révèlent des concentrations du même ordre de grandeur que les données NAQUADAT au transect de Lanoraie en 1984 (stations situées en amont de Sorel). Le carbone organique dissous dans le fleuve est une variable stable. La comparaison entre 1984 et 1989 est donc possible au niveau des ordres de grandeur. L'image montre pour la partie nord du fleuve des concentrations maximales et minimales au centre, alors que pour la partie sud, l'image montre des concentrations plus élevées que les données NAQUADAT, ceci pouvant être dû à une source locale comme l'apport de COD par la rivière Richelieu combiné aux rejets industriels. Dans

Tableau 3 Équations des régressions linéaires entre les variables de la qualité de l'eau et les images PMI, n = 10

Variables de qualité de l'eau	Bandes spectrales	r^2	Équations
Sorel			
Chlorophylle *a*	5/1	0,86	$y = 5,9395\ Q - 0,4333$
Chlorophylle *c*	5/1	0,93	$y = 8,4484\ Q - 1,9090$
Turbidité	5/3	0,87	$y = 16,3579\ Q - 2,9142$
Baie Saint-François			
Chlorophylle *a*	5/3	0,65	$y = 6,0161\ Q - 0,3042$
Carbone organique dissous	5/3	0,64	$y = 10,1092\ Q - 2,2685$

Q : Résultat du rapport de bande.

la rivière Richelieu, la teneur en carbone organique dissous atteint 3,6 mg/l (MENVIQ). Les relevés effectués par une des industries indiquent une teneur moyenne en COT (3 jours) de 22 mg/l (Asseau et INRS-Eau, 1991).

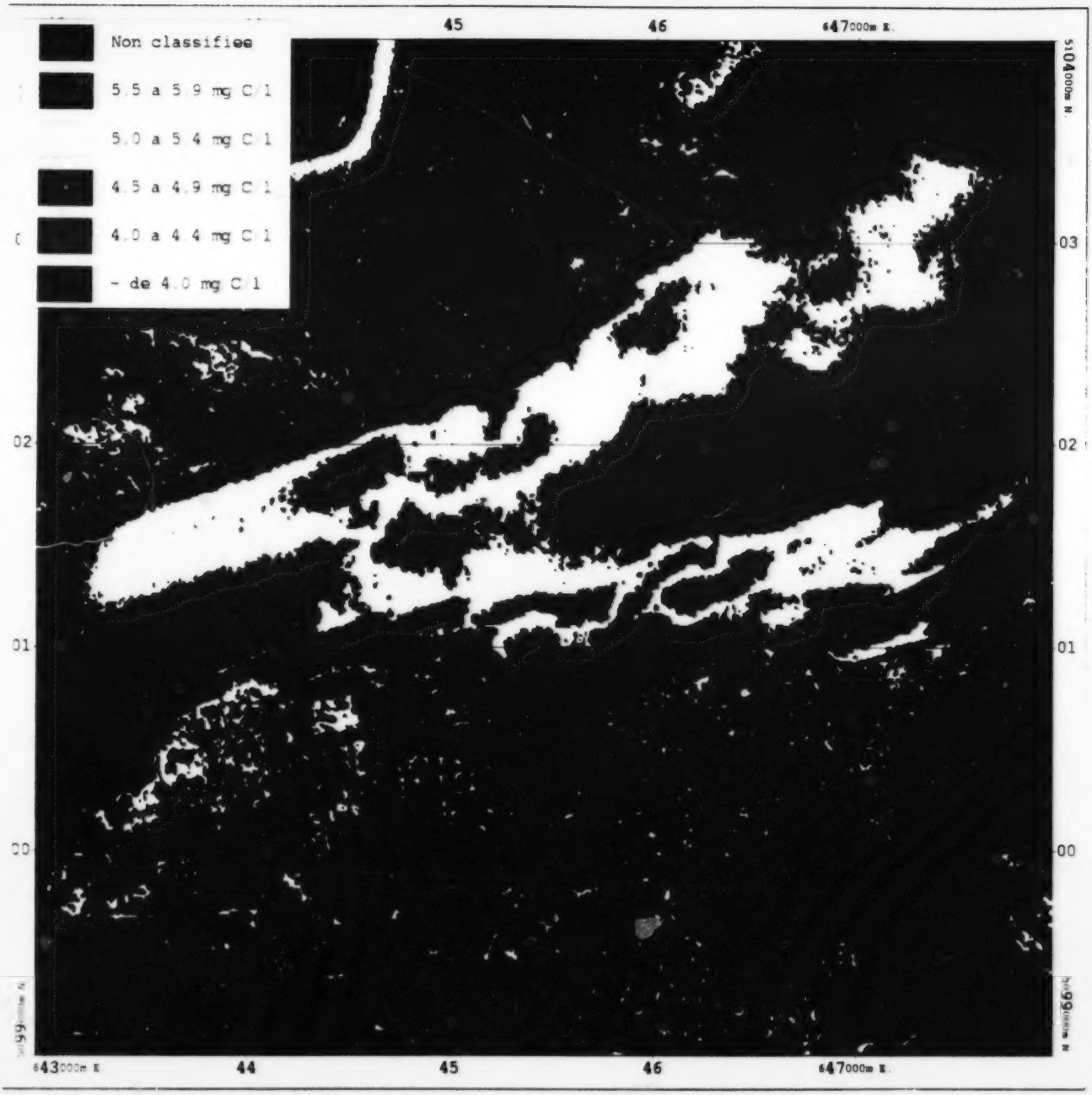
La couleur vraie représentée par l'image MEIS-II (figure 3) répond de la même façon que le carbone organique dissous. Les concentrations sont plus élevées au nord et au sud qu'au centre. Les valeurs mesurées par le MENVIQ sont comparables pour la partie nord du fleuve ainsi que pour la rivière Richelieu, tandis que les valeurs mesurées au centre et au sud sont beaucoup plus faibles que celles des images. Ceci peut s'expliquer, comme dans le cas du carbone organique dissous, par une influence locale. La couleur apparente mesurée par NAQUADAT à Lanoraie présente toujours le profil maximal au nord et minimal au centre.

La teneur en matières en suspension est très dépendante des conditions météorologiques. Une forte pluie produira une augmentation de la concentration dans un délai assez court, selon la superficie du bassin versant. La comparaison s'est donc

Tableau 4 Comparaison des résultats des images avec les relevés au sol à Sorel

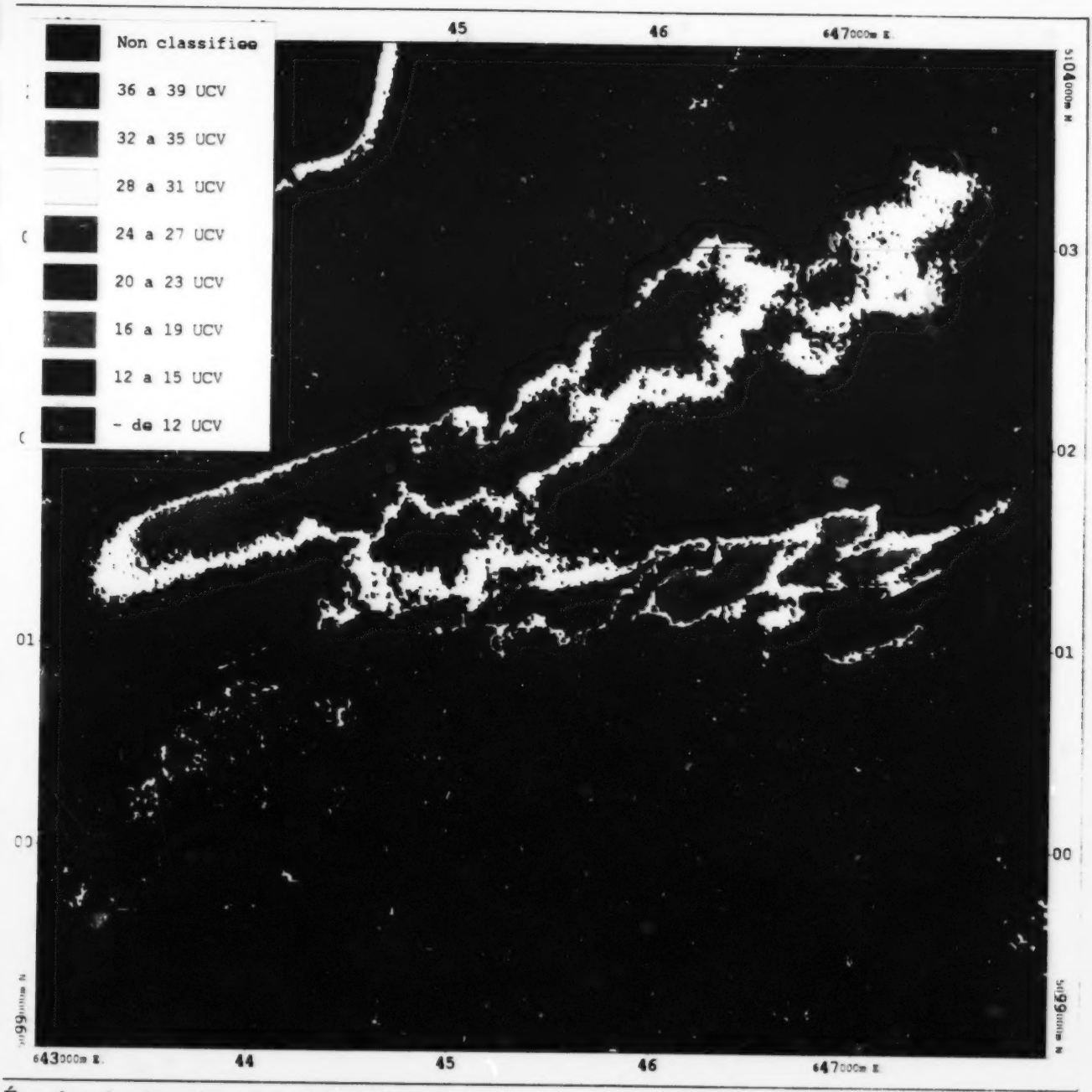
		Images		Relevés au sol	
Thème	Masses d'eau	MEIS-II	PMI	NAQUADAT	MENVIQ
COD (mg C/l)	nord	5,0 à 5,9		6,4[a]	
	centre	4,0 à 4,9		3,4[a]	
	sud	5,0 à 5,9		3,1[a]	
	r. Richelieu	4,0 à 4,4			3,5[b]
Couleur (UCV)	nord	25 à 30		43[a,c]	13 à 25[d]
	centre	19 à 24		17[a,c]	5 à 9[d]
	sud	28 à 33		10[a,c]	4 à 6[d]
	r. Richelieu	16 à 21			11[b]
MeS (mg/l)	nord	6 à 12			8 à 23[d]
	centre	2 à 5,9			4 à 7[d]
	sud	6 à 11,9			6 à 19[d]
	r. Richelieu	10 à 12			16[b]
Chlorophylle *a* (µg/l)	nord	6,0 à 9,0	2,1 à 6,1		
	centre	< 5,9	< 2		
	sud	6,0 à 7,9	2,1 à 4,0		
	r. Richelieu	7,0 à 8,9	2,1 à 4,0		
Turbidité (UTN)	nord	2,0 à 10,0	3,1 à 7,1		1,7 à 17,0[d]
	centre	0 à 1,9	< 3,0		2,5 à 3,2[d]
	sud	2,0 à 5,9	3,1 à 7,0		2,1 à 4,6[d]
	r. Richelieu	4,0 à 7,9	4,1 à 5,0		13[b]
Chlorophylle *c* (µg/l)	nord		3,0 à 5,0		
	centre		6,1 et plus		
	sud		3,0 à 5,0		
	r. Richelieu		3,1 à 4,0		

[a] Radiale à Lanoraie, octobre 1984. [b] Embouchure de la rivière Richelieu, octobre 1989. [c] Radiale à Lanoraie, octobre 1989. [d] Radiale à Tracy, été 1989.
[e] Couleur apparente.



Équation de régression : $y = -9{,}396\ Q + 6{,}843$

Figure 2 ***Image du carbone organique dissous obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 2)***



Équation de régression: y = -2,044L* + 116,185

Figure 3 *Image de la couleur vraie obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 2)*

faite en utilisant des mesures prises lors de conditions normales. L'ordre de grandeur des concentrations et les profils nord, centre et sud obtenus avec l'image MEIS-II (figure 4) correspondent bien. Les concentrations sont plus faibles au centre et plus élevées dans la rivière.

Il n'existe pas de relevés au sol pour la chlorophylle *a*, mais il est intéressant de comparer les résultats provenant des capteurs MEIS-II et PMI. Les valeurs mesurées avec le capteur MEIS-II (figure 5) sont plus élevées que celles obtenues avec le PMI (figure 6). Cependant, on observe les mêmes tendances, minimum au centre et maximum au nord.

L'ordre de grandeur des valeurs de turbidité est très ressemblant entre les capteurs MEIS-II (figure 7), PMI (figure 8) et les relevés au sol. Ces valeurs suivent également la tendance des matières en suspension.

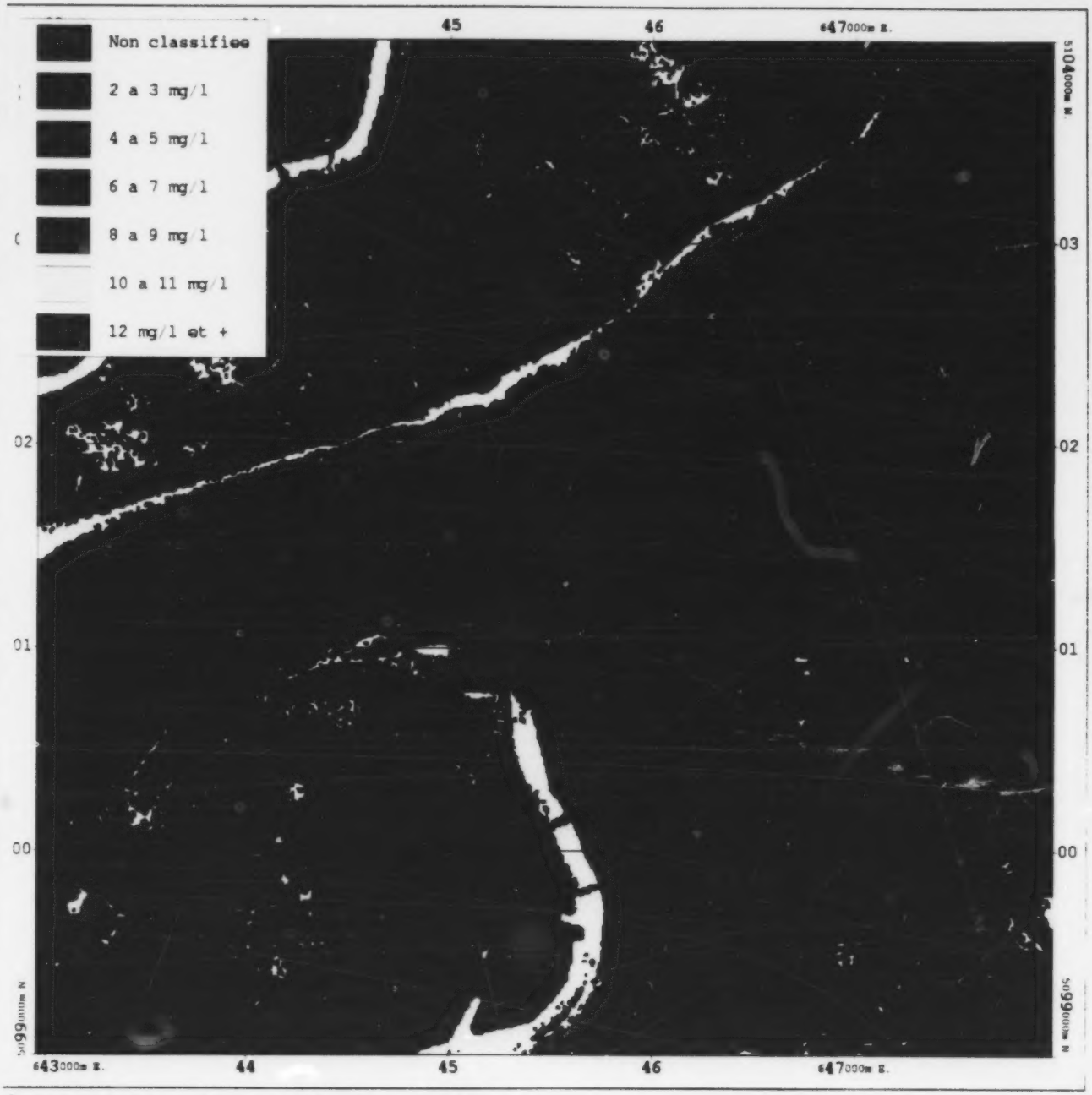
La chlorophylle *c* définie par le capteur PMI (figure 9) n'a malheureusement aucun point de comparaison.

Le tableau 5 présente les résultats obtenus pour le secteur de la baie Saint-François. Les comparaisons se font à partir des mesures effectuées par le MENVIQ aux embouchures des rivières.

Les images de carbone organique dissous à la baie Saint-François obtenues avec les capteurs MEIS-II (figure 10) et PMI (figure 11) donnent des résultats très comparables. L'ordre de grandeur des concentrations dans la rivière Saint-François est le même. Les concentrations obtenues avec les images sont les mêmes pour la rivière Yamaska, mais elles diffèrent des mesures effectuées par le MENVIQ qui montrent une augmentation de la concentration.

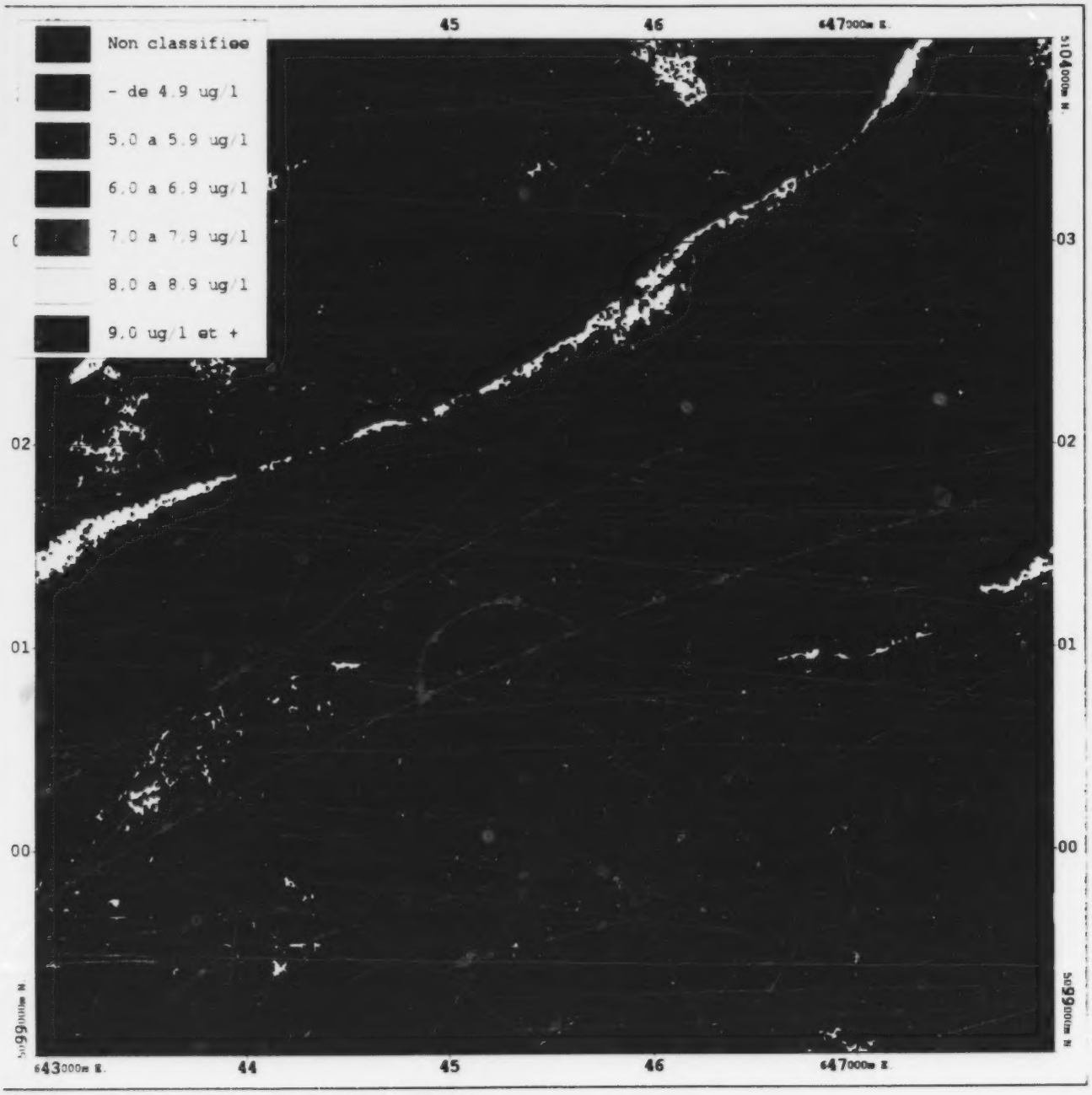
La couleur vraie représentée par l'image MEIS-II (figure 12) correspond mieux que le carbone organique dissous aux données du MENVIQ. La valeur est plus élevée dans la rivière Saint-François que dans la rivière Yamaska.

Sur l'image de la concentration de matières en suspension dans la baie Saint-François (figure 13), il est intéressant de noter que la concentration des matières en suspension est à l'opposé de celle des matières organiques dissoutes. La rivière Yamaska plus riche en matières particulaires possède une concentration supérieure à 14 mg/l, tandis que la concentration de la rivière Saint-François atteint environ



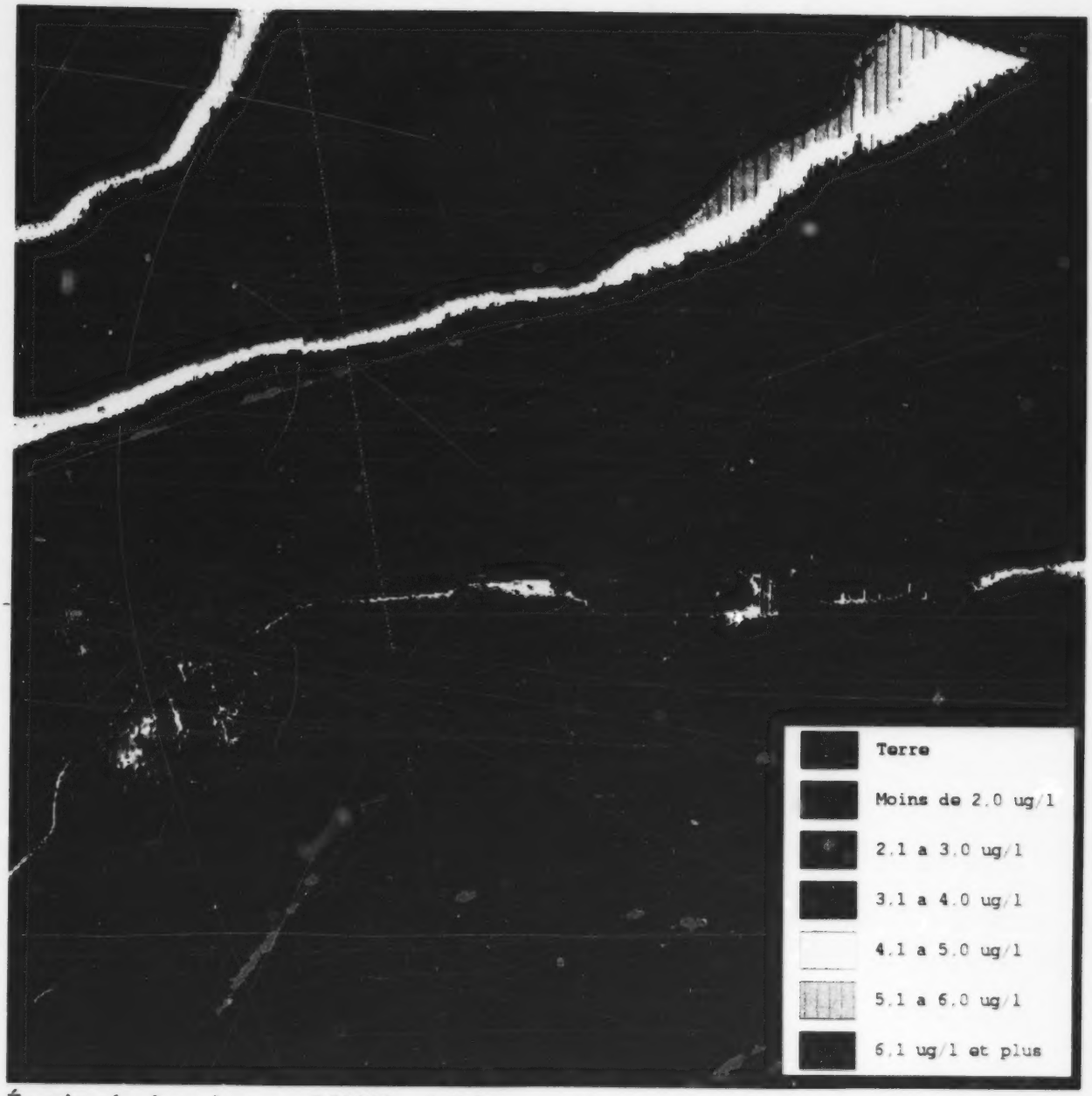
Équation de régression: y = 60,877Q - 25,760

Figure 4 *Image des matières en suspension obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 5/1)*



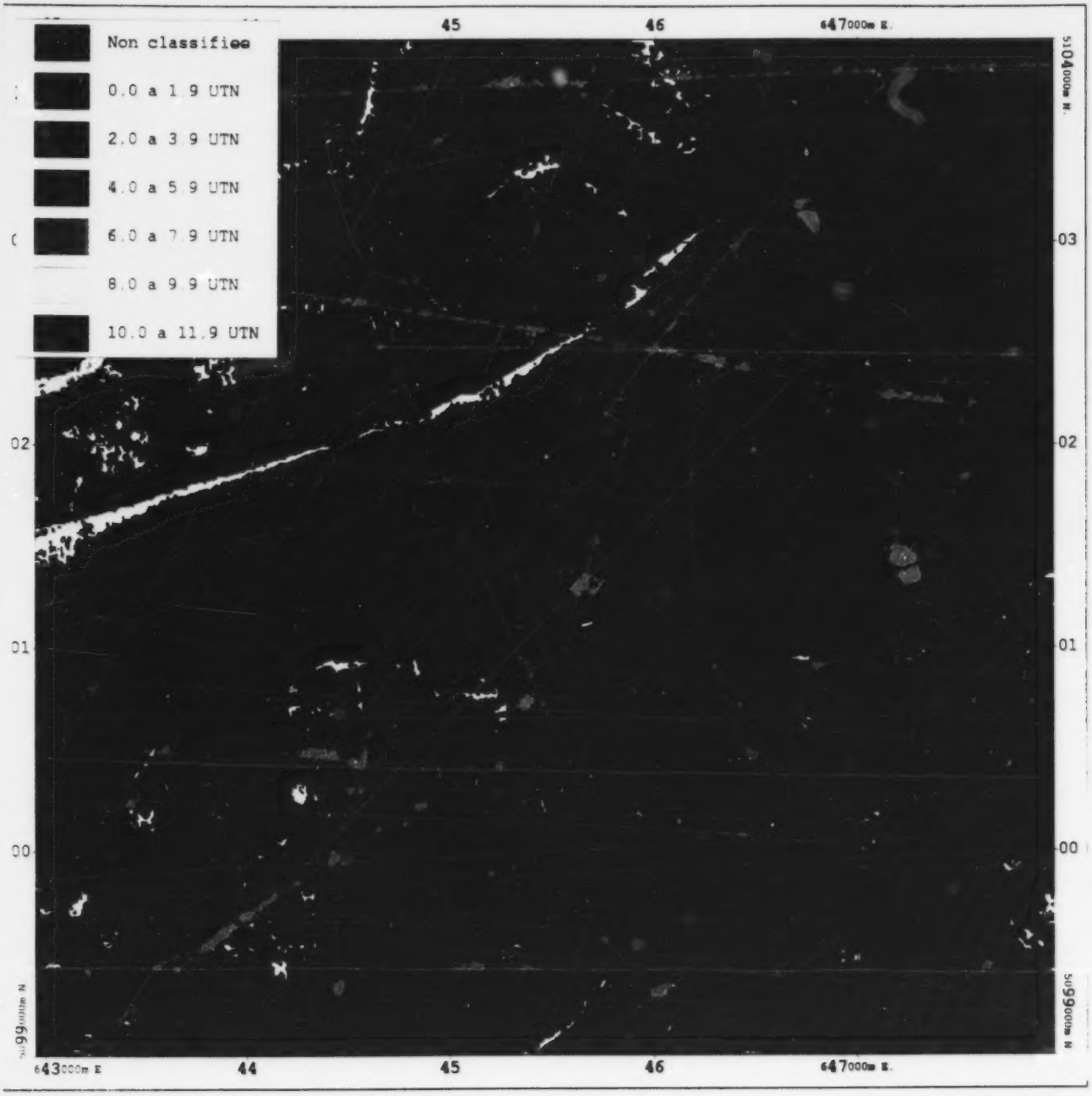
Équation de régression: y = 67,014Q - 15,402

Figure 5 Image de la chlorophylle a obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 4/3)



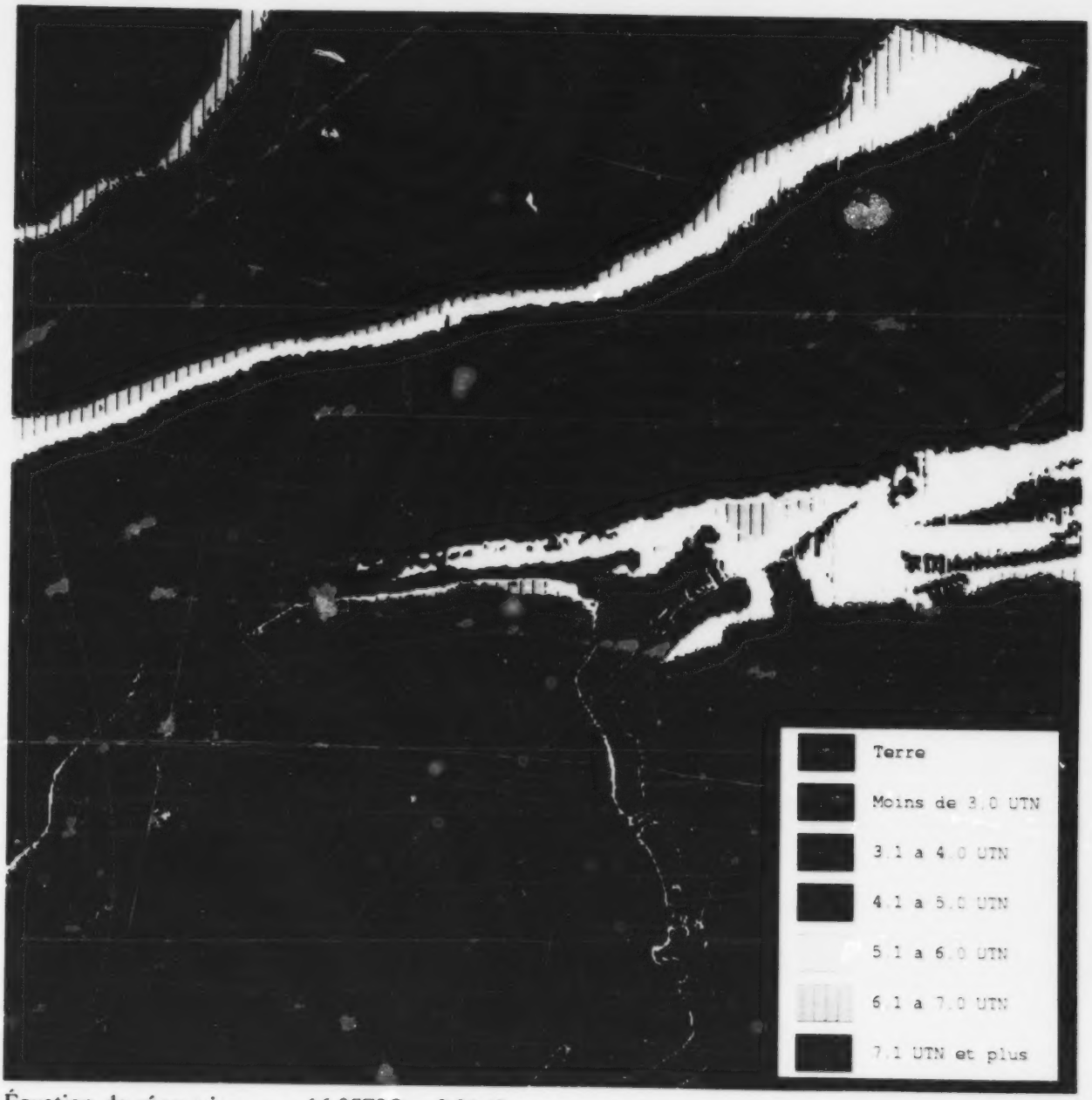
Équation de régression: y = 5,9395Q - 0,4333

Figure 6 ***Image de la chlorophylle a obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à Sorel (bande 5/1)***



Équation de régression: y = 83,690Q - 52,885

Figure 7 ***Image de la turbidité obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à Sorel (bande 4/2)***



Équation de régression: y = 16,3579Q - 2,9142

Figure 8 *Image de la turbidité obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à Sorel (bande 5/3)*

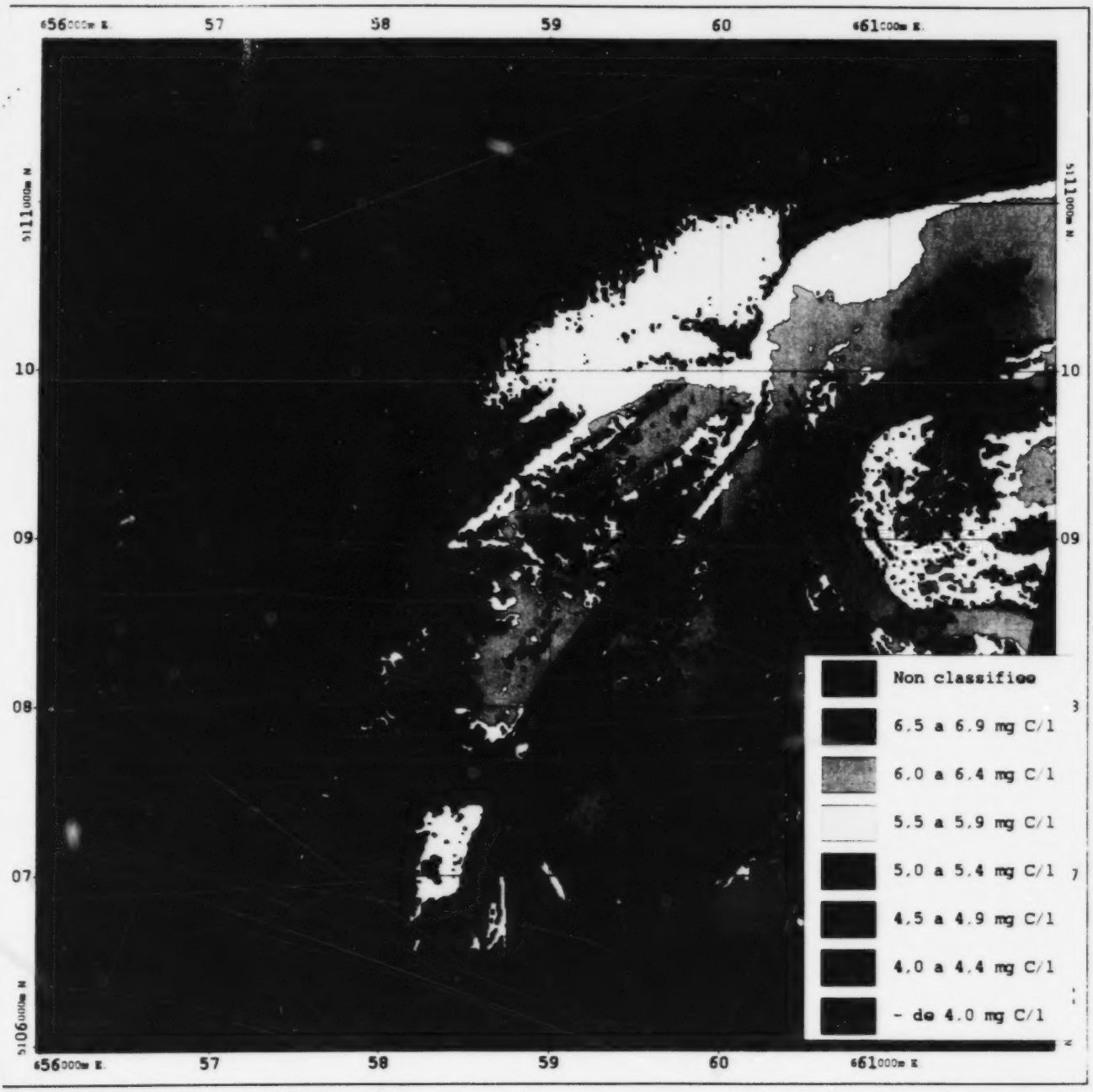
Équation de régression: y = 8,4484Q - 1,9090

Figure 9 *Image de la chlorophylle c obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à Sorel (bande 5/1)*

Tableau 5 Comparaison des résultats des images aux relevés au sol pour le site de la baie Saint-François

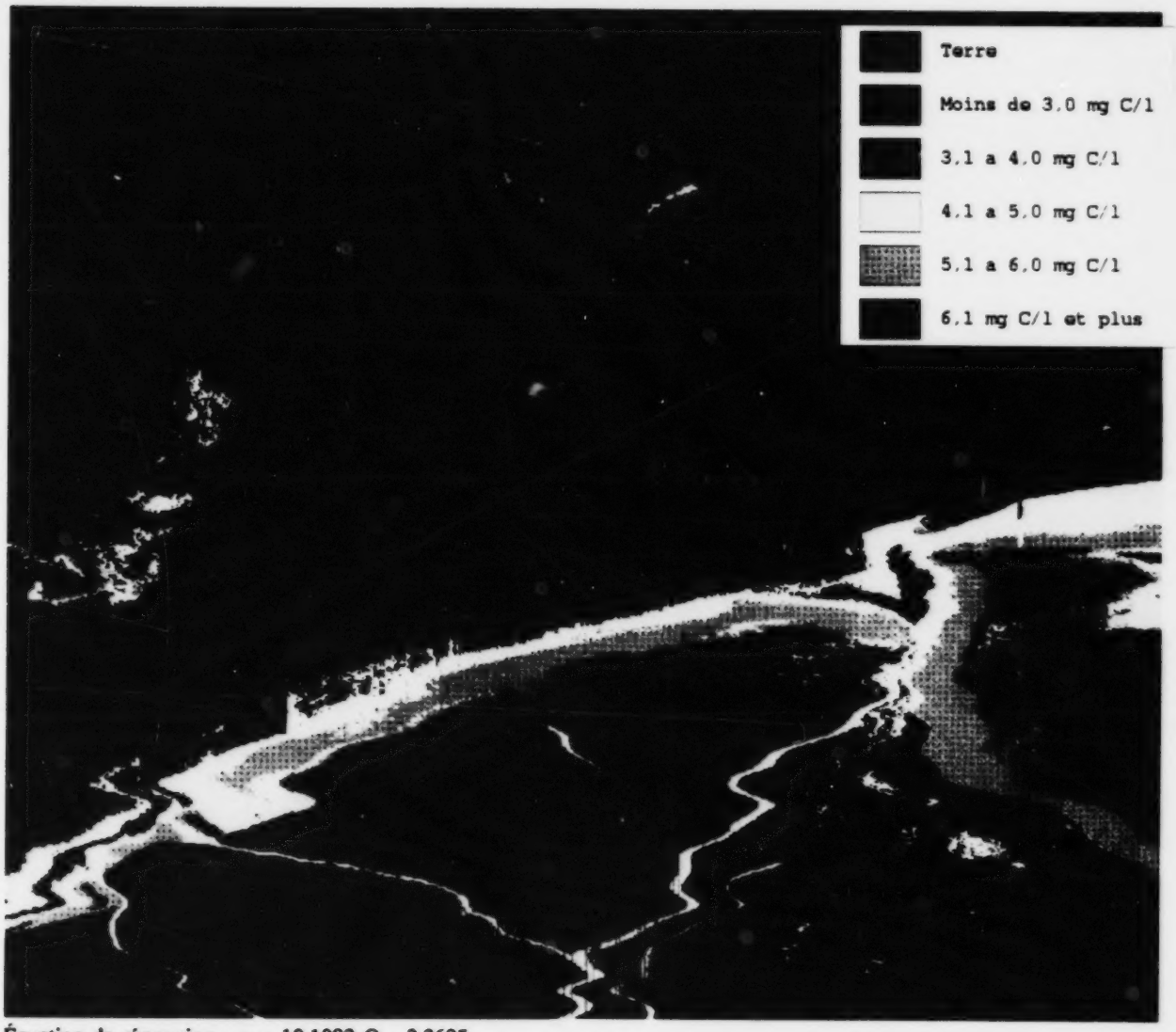
Thème	Masses d'eau	Images		Relevés au sol	
		MEIS-II	PMI	NAQUADAT	MENVIQ
COD (mg/l)	r. Saint-François	8,4 à 8,9	5,1 à 6,1		5,6[a]
	r. Yamaska	4,5 à 5,4	4,1 à 5,0		6,5[b]
Couleur (UCV)	r. Saint-François	36			22[a]
	r. Yamaska	28 à 31			19[b]
MeS (mg/l)	r. Saint-François	4,0 à 7,9			7[a]
	r. Yamaska	12,0 à 14,0			40[b]
Chlorophylle *a* (µg/l)	r. Saint-François	5,0 à 7,9	4,1 à 5,1		
	r. Yamaska	9,0 à 9,9	3,1 à 4,0		
Turbidité (UTN)	r. Saint-François	5,0 à 5,9			3,2[a]
	r. Yamaska	7,0 à 7,5			21[b]

[a] Embouchure de la rivière Saint-François, octobre 1989.
[b] Embouchure de la rivière Yamaska, octobre 1989.



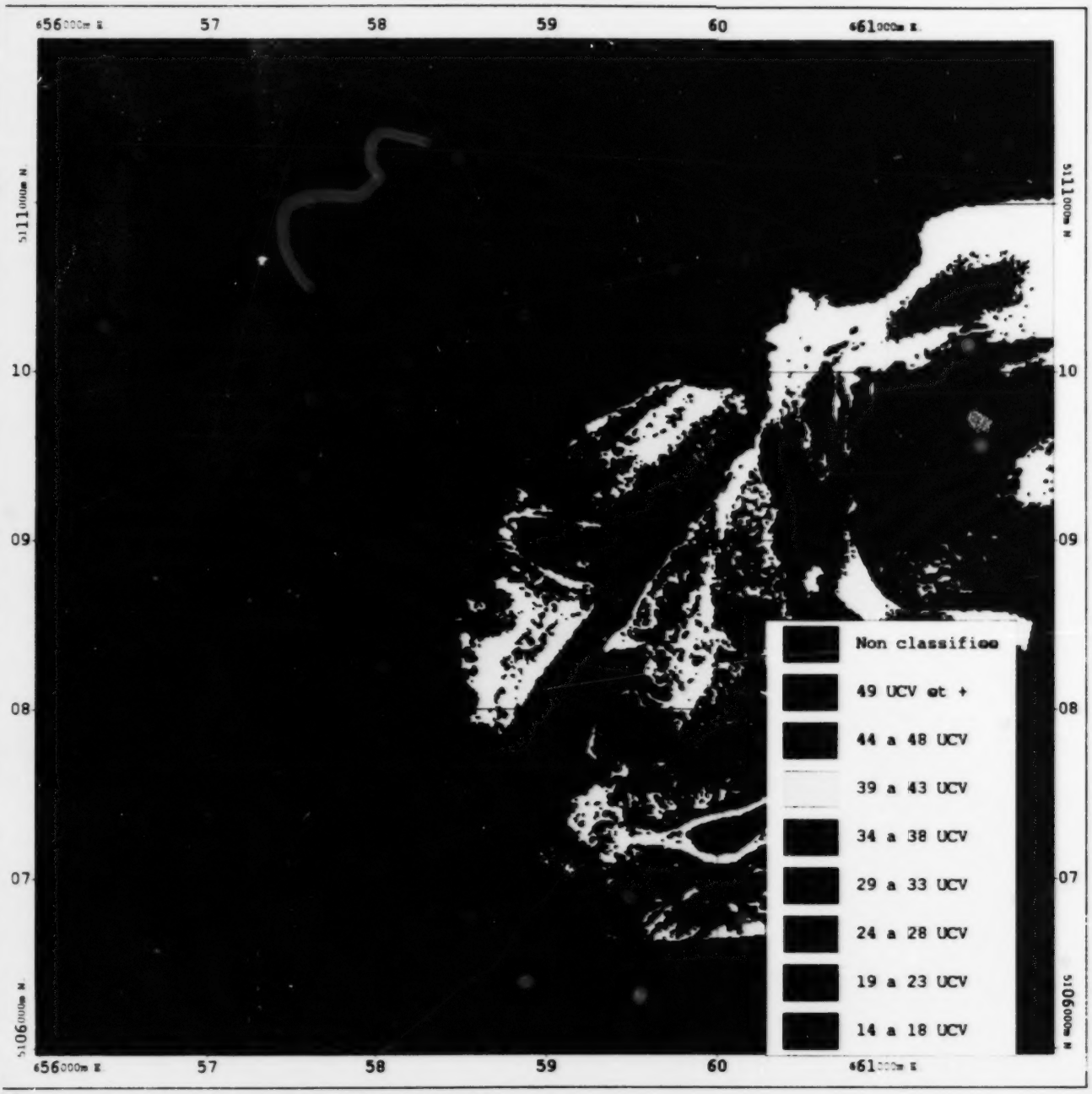
Équation de régression : y = -9,396 Q + 6,843

Figure 10 ***Image du carbone organique dissous obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 2)***



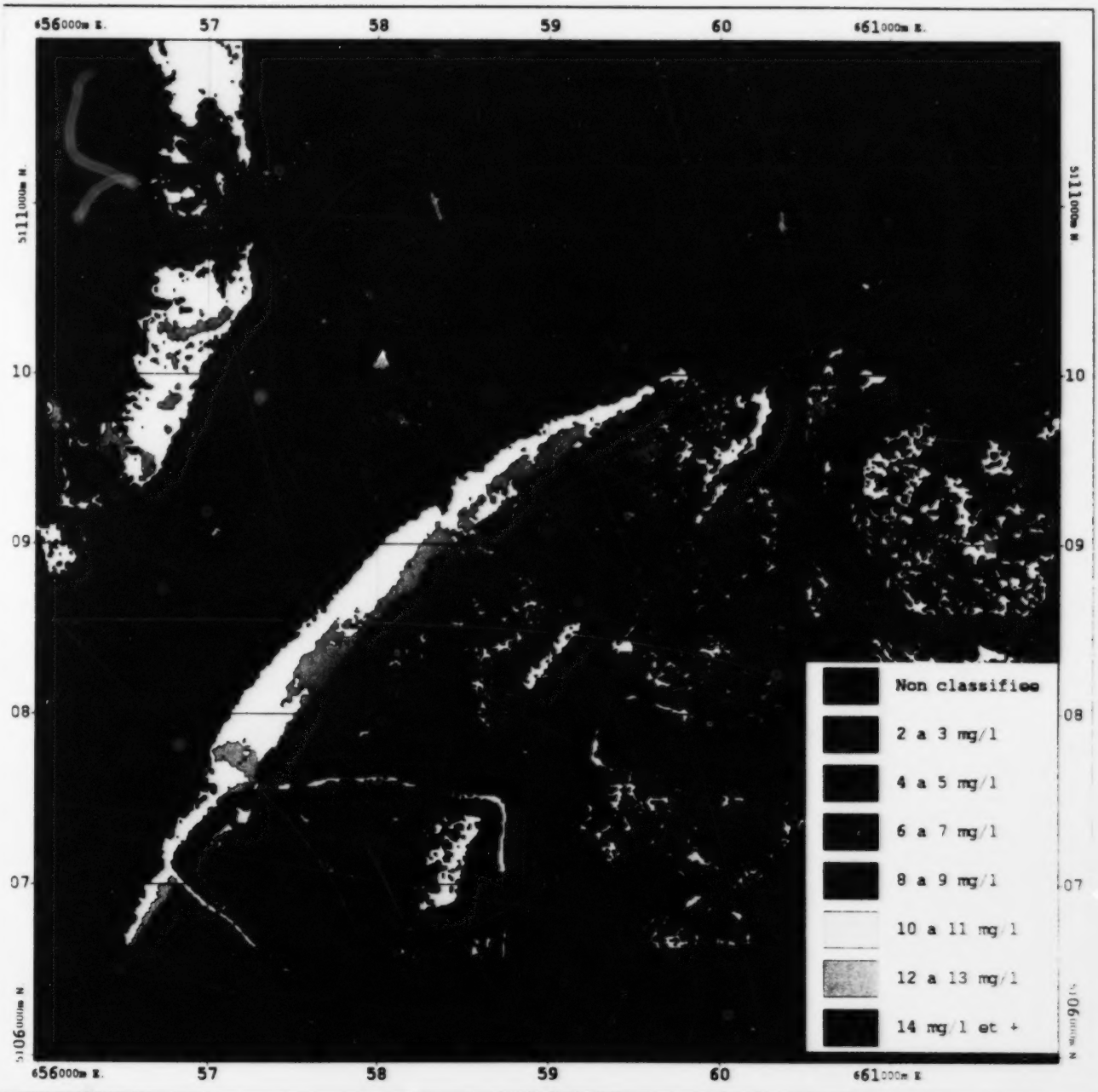
Équation de régression : y = 10,1092 Q - 2,2685

Figure 11 ***Image du carbone organique dissous obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 5/3)***



Équation de régression: y = -2,044L* + 116,185

Figure 12 ***Image de la couleur vraie obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 2)***



Équation de régression : y = 60,877 Q - 25,760

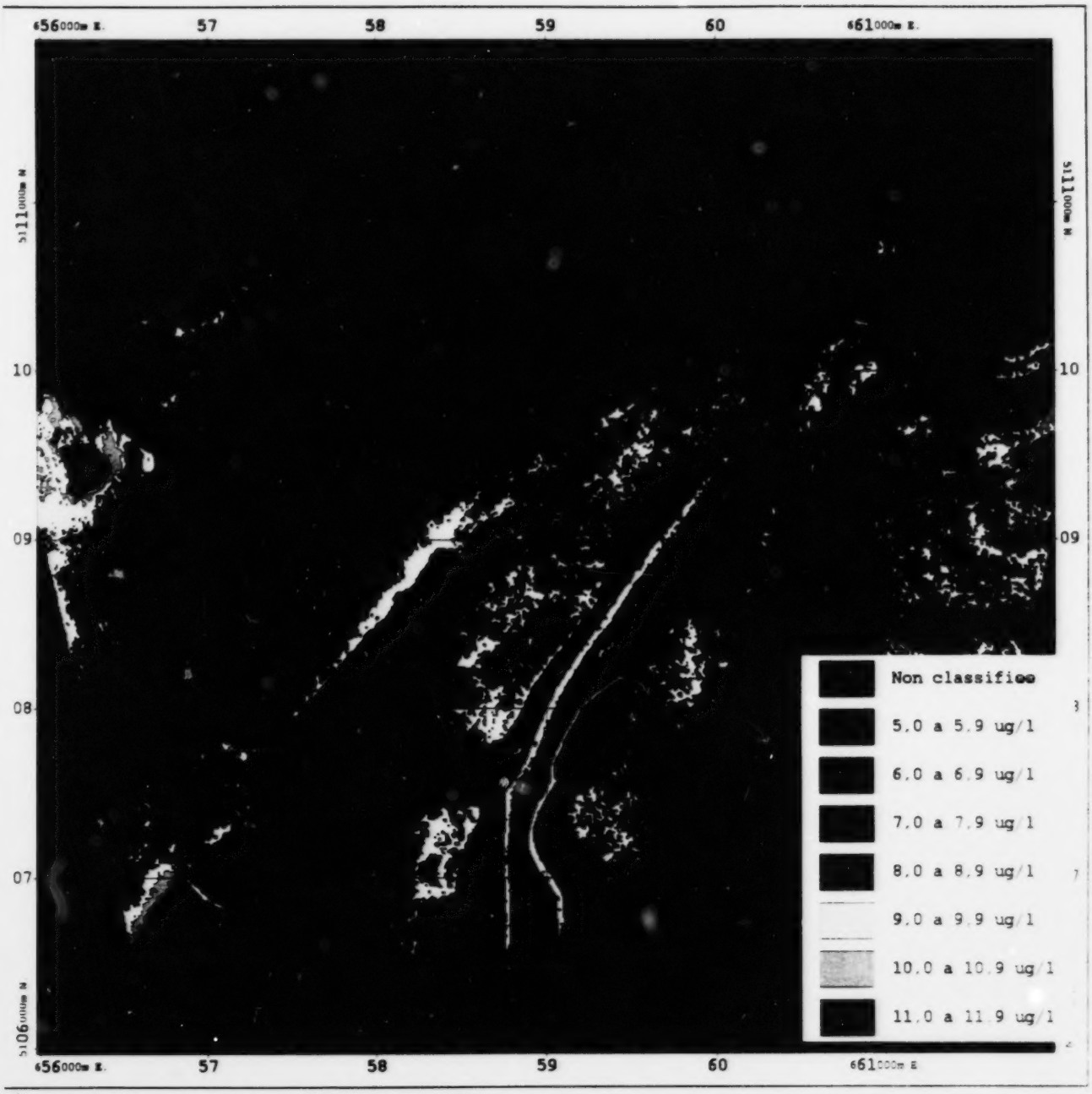
Figure 13 ***Image des matières en suspension obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 5/1)***

5 mg/l. Les valeurs de la rivière Saint-François correspondent aux données mesurées par le MENVIQ, tandis qu'elles sont nettement inférieures pour la rivière Yamaska.

Les concentrations de chlorophylle *a* obtenues avec les deux capteurs MEIS-II (figure 14) et PMI (figure 15) sont à l'opposé, aucune donnée *in situ* ne pouvant valider ces résultats.

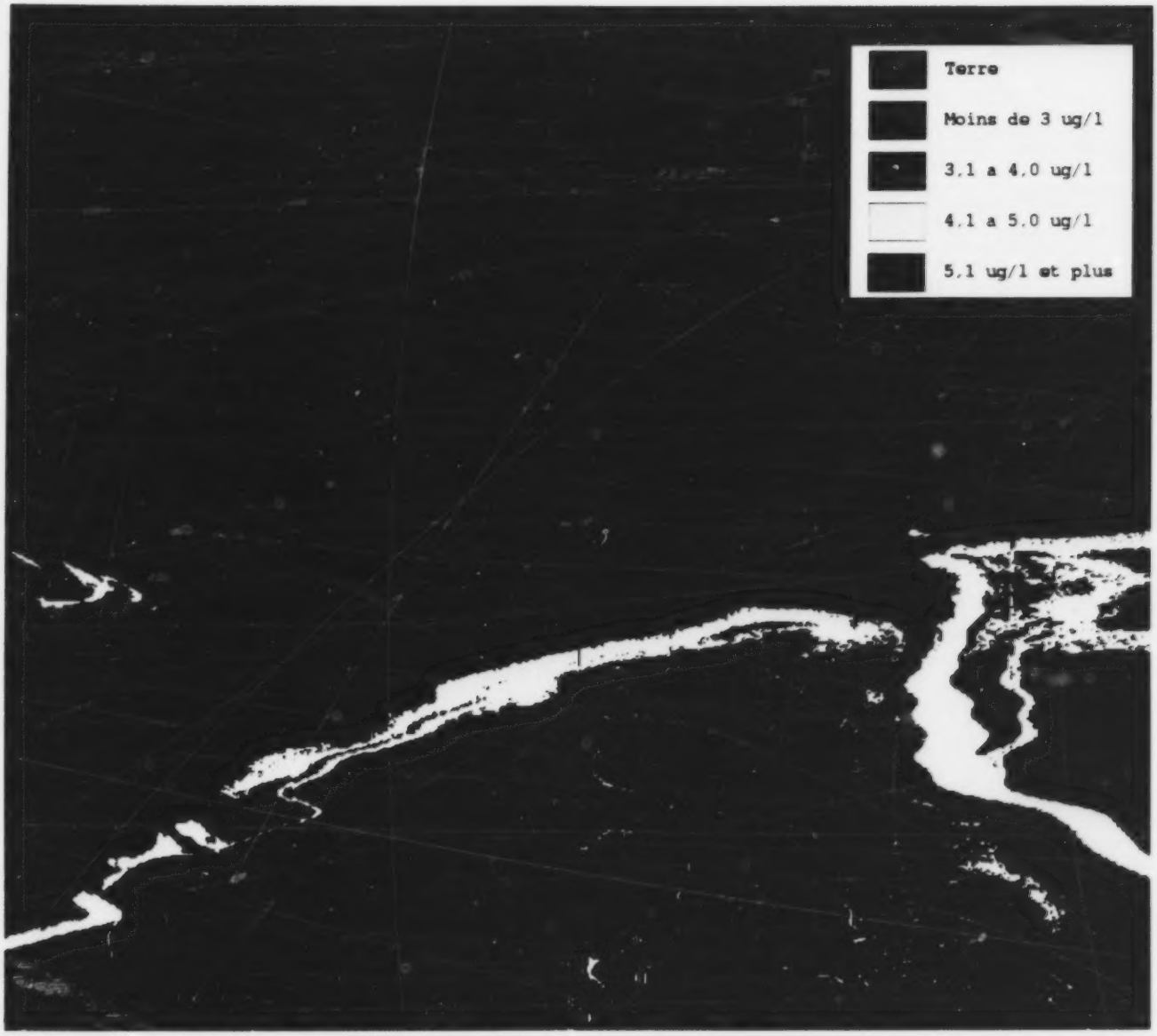
Les valeurs de turbidité obtenues avec le capteur MEIS-II (figure 16) correspondent assez bien, comme les matières en suspension, aux mesures faites par le MENVIQ dans le cas de la rivière Saint-François mais sont nettement inférieures dans celui de la rivière Yamaska.

Dans l'ensemble, ces comparaisons sont satisfaisantes, compte tenu de l'écart entre les dates d'échantillonnage et de prise d'images. Il est toutefois intéressant de retenir que l'ordre de grandeur des concentrations et des unités de mesure obtenues avec les images correspond bien aux relevés *in situ*.



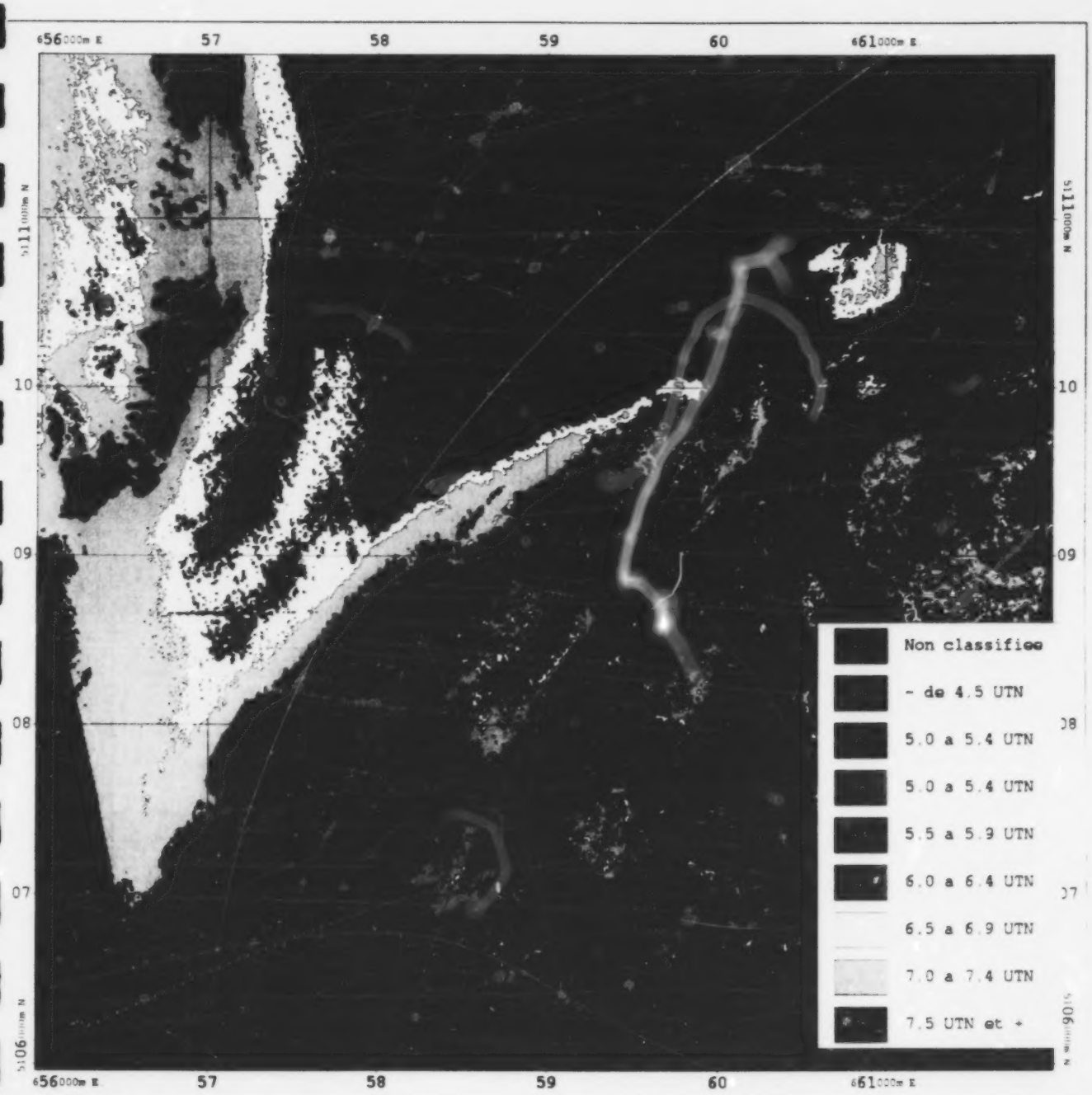
Équation de régression: y = 67,014Q - 15,402

Figure 14 ***Image de la chlorophylle a obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 5/3)***



Équation de régression: y = 6,0161Q - 0,3042

Figure 15 ***Image de la chlorophylle a obtenue avec le capteur PMI (14 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 5/3)***



Équation de régression: y = 83,690Q - 52,885

Figure 16 *Image de la turbidité obtenue avec le capteur MEIS-II (30 octobre 1989) à la baie Saint-François (bande 4/2)*

7 CONCLUSION

7.1 Variables

Les variables de qualité des eaux étudiées doivent *a*) posséder des propriétés spectrales identifiables par télédétection et *b*) informer sur l'état du milieu. Les variables comme le carbone organique dissous, la couleur, les matières en suspension, la turbidité et la chlorophylle *a* ont été retenues.

7.2 Capteurs

La comparaison des capteurs au niveau de la précision spectrale et radiométrique est très difficile à effectuer en raison des conditions d'acquisition différentes, en particulier pour les capteurs MEIS-II et PMI (tableau 1). Toutefois, le capteur Daedalus est moins bien adapté aux études sur l'eau à cause de sa définition spectrale, et le bruit associé au capteur est plus important que pour les autres capteurs. Le choix du capteur dépend donc de l'efficacité de ce dernier à répondre aux objectifs visés dans le cadre de ce projet, à savoir :

a) Identifier les variables de la qualité des eaux : le capteur MEIS-II a permi d'identifier 5 variables; le capteur PMI a permi d'identifier 3 variables.

b) Être transférable dans un système d'information géographique : le capteur MEIS-II est corrigé des effets de roulis et de tangage de l'avion; les images PMI, acquises dans le cadre de ce projet, ne peuvent être corrigées géométriquement; le capteur doit être couplé à un système de navigation pour permettre cette correction.

7.3 Méthode

L'étalonnage des images avec les relevés au sol est bien adapté à l'évaluation quantitative des variables de la qualité des eaux. L'utilisation d'une seule bande spectrale pour l'étalonnage offre l'avantage de minimiser le bruit associé au capteur en comparaison du rapport de bande. Cependant la combinaison de deux bandes permet d'augmenter l'information spectrale relative à l'eau. Les bandes spectrales les plus efficaces sont situées dans la région du vert et du rouge.

8 DISCUSSION

L'utilisation de la télédétection comme outil de suivi environnemental du Saint-Laurent est très satisfaisante. Elle permet de couvrir une superficie importante rapidement et à peu de frais, par comparaison aux méthodes traditionnelles. Les images révèlent l'état du fleuve à un moment précis, ce qui constitue une base solide pour les études à long terme. Les résultats obtenus par étalonnage des images aéroportées avec les données au sol sont très convaincants. Tous ces éléments nous permettent de croire que la télédétection constitue un bon complément au réseau de suivi de la qualité des eaux.

Il faut toutefois considérer qu'il s'agit d'un modèle empirique et que plusieurs facteurs peuvent influencer le signal qui nous intéresse, par exemple la diffusion causée par l'atmosphère et l'ajustement de la sensibilité du capteur. Comme il s'agit de résultats quantitatifs et que le signal provenant de l'eau est très faible, il est important de considérer la contamination du signal par des sources autres que la masse d'eau.

La comparaison des résultats de télédétection aux résultats du réseau NAQUADAT et du Menviq permet d'affirmer que les images procurent une information précise des variables indicatrices de la qualité des eaux.

Le couplage des images aux relevés au sol plus exhaustifs permettrait de développer une nouvelle méthode d'échantillonnage favorisant l'interpolation entre les données au sol par validation avec les résultats obtenus avec les images.

9 RECOMMANDATIONS

L'évaluation de la qualité des eaux par télédétection constitue un domaine d'avant-garde qui nécessite encore des développements. Par exemple, il serait intéressant d'évaluer les propriétés spectrales de certains contaminants pour ainsi suivre directement l'aire d'influence de ceux-ci sur le milieu.

La réponse spectrale de l'eau étant très faible, la précision quantitative recherchée doit donc se faire en éliminant les bruits ajoutés au signal de l'eau, c'est-à-dire les effets radiométriques et atmosphériques. Il faut également considérer que les équations établies dans le cadre de ce projet ne constituent pas un modèle établi, les conditions d'acquisitions différentes ainsi que les variations radiométriques d'un survol à l'autre rendant très difficile l'établissement de modèles prédictifs. L'évaluation de la qualité de l'eau doit se faire constamment en combinant des mesures au sol (échantillonnage de l'eau, éclairement et signatures spectrales) simultanément au passage de l'avion. Les signatures spectrales obtenues au sol des secteurs qui subissent l'influence de certaines substances permettraient également d'identifier plus facilement le spectre des substances en cause ainsi que l'effet possible du spectre de ces dernières sur les signatures des milieux naturels. Un effort de terrain accru, tout en demeurant efficace, contribuerait à l'augmentation de la précision des résultats.

RÉFÉRENCES

Asseau et INRS-Eau (1991). *Rapport 1, Mise à jour et validation des données industrielles des cinquantes établissements prioritaires du Plan d'Action Saint-Laurent.* Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection, Environnement Canada. Rapport d'étude 29 p., annexes 248 p.

Bukata R.P., J.E. Bruton et J.H. Jerome (1985). *Application of Direct Measurements of Optical Parameters to the Estimation of Lake Water Quality Indicators.* Scientific Series No. 140, Inland Waters Directorate, National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario. 35 p.

Clark, D.K. (1980). "Phytoplancton Pigment Algorithms for the Nimbus-7 CZCS", *Oceanography from Space.* J. Gower, éd., pp. 227-237.

Curran P.J. et E.M.M. Novo (1988). "The Relationship Between Suspended Sediment Concentration and Remotely Sensed Spectral Radiance: A Review", *Journal of Coastal Research, 4*(3) : 351-368.

Dekker A.G., T.J. Maltus et E. Seyhan (1990). "An Inland Water Quality Bandset for the Caesar System Based on Spectral Signature Analysis", *International Symposium, Remote Sensing and Water Resources, Enschede, The Netherlands, August 20-24*, pp. 597-606.

Dekker A.G., T.J. Maltus, S.W.M. Peters et E. Seyhan (1991). *The Remote-Sensing Loosdrecht Lakes Project.* BCRS report No. 90-29, BCRS project No. TO-2.1, Institute of Earth Sciences, Vrije Universiteit Amsterdam, The Netherlands, 105 p.

Entraco (1989). *Évaluation de l'apport au fleuve Saint-Laurent des substances toxiques en provenance des tributaires québécois.* Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection, Environnement Canada, Montréal.

Germain A. et M. Janson (1984). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent de Cornwall à Québec (1977 - 1981).* Section des relevés de qualité, Région du Québec, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, 232 p.

Khorram S., H. Cheshire, A.L. Geraci and G. La Rosa (1989). "Water Quality Mapping of Augusta Bay, Italy from Landsat-TM Data", *12th Canadian Symposium on Remote Sensing, Vancouver, Canada. July 10-14, 1989.* Pp. 335-338.

Lathrop R.G.Jr and T.M. Lillesand (1986). "Use of Thematic Mapper Data to Assess Water Quality in Green Bay and Central Lake Michigan", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 52*(5) : 671-680.

McNeely R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer (1980). *Références sur la qualité des eaux, Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa, 100 p.

Smith, R.C. et K.S. Baker (1981). "Optical Properties of the Clearest Natural Waters (200 - 800 nm)", *Applied Optics*, *20*(2) : 177-184.

Sturm B. (1983). "Selected Topics of Coastal Zone Color Sanner (CZCS) Data Evaluation", *Remote Sensing Applications in Marine Science Technology*. A.P. Cracknell, éd., D. Reidel Publishing Company, pp. 137-167.

Vanous, R.D., P.E. Larson et C.C. Hach (1982). "The Theory and Measurement of Turbidity and Residue", *Water Analysis*, Vol. 1 : Inorganic Species, Part 1. R.A. Minear et L.H. Keith (éd.). Academic Press, New York. pp. 163-234.